

Jordlöparfaunan i bestånd av contortatall (*Pinus contorta*) och svensk tall (*P. sylvestris*) 1987 och 2010

*The ground beetle fauna in stands of lodgepole pine (*Pinus contorta*) and Scots pine (*P. sylvestris*) 1987 and 2010*

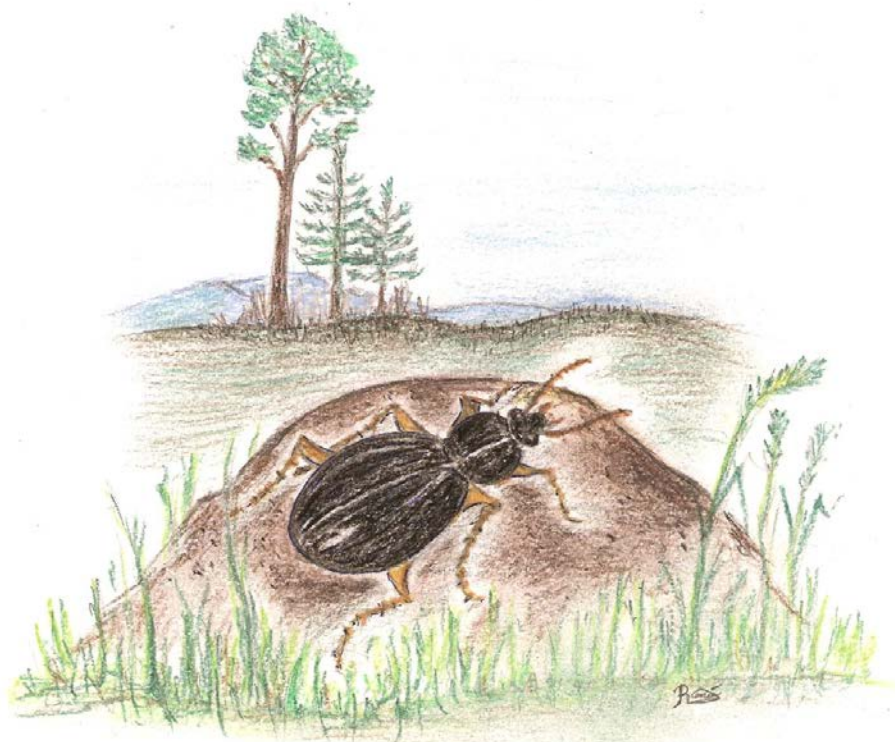


Bild av Reneé Smedqvist Videkull

Emma Borgstrand och Li Videkull

Jordlöparfaunan i bestånd av contortatall (*Pinus contorta*) och svensk tall (*P. sylvestris*) 1987 och 2010

The ground beetle fauna in stands of lodgepole pine (*Pinus contorta*) and Scots pine (*P. sylvestris*) 1987 and 2010

Emma Borgstrand & Li Videkull

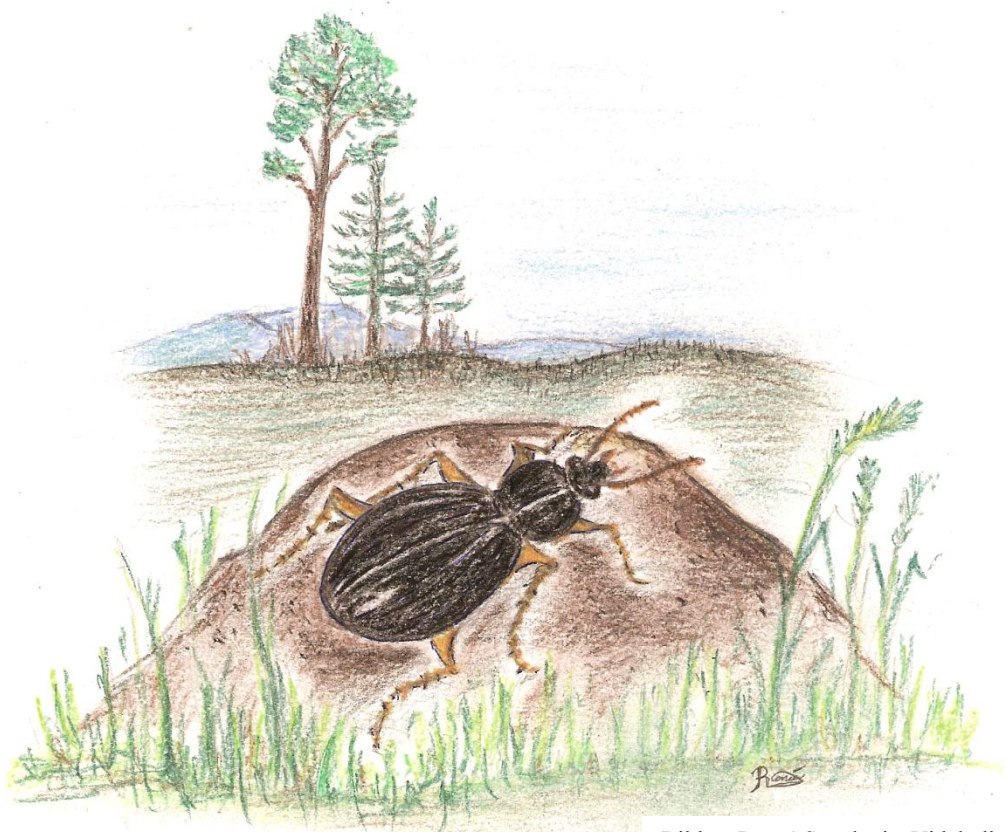


Bild av Reneé Smedqvist Videkull

SLU, SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET

Enhet	Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Författare	Emma Borgstrand, Li Videkull
Titel Svenska	Jordlöparfaunan i bestånd av contortatall (<i>Pinus contorta</i>) och svensk tall (<i>P. sylvestris</i>) 1987 och 2010
Titel English	The ground beetle fauna in stands of lodgepole pine (<i>Pinus contorta</i>) and Scots pine (<i>P. sylvestris</i>) 1987 and 2010
Nyckelord	Samhällsekologi, funktionella grupper, statistiska analyser, jordlöparfauna
Handledare	Docent Roger Pettersson & Docent Therese Johansson, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå
Examinator	Tommy Mörling, institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU Umeå
Kurstitel	Kandidatarbete i skogsvetenskap
Kurskod	EX0592
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2012

SAMMANFATTNING

Den nordamerikanska contortatalen (*Pinus contorta*) introducerades i Sverige i stor skala på 1970- talet. Contortatalen påverkar sin nya miljö annorlunda än svensk tall (*P. sylvestris*) vilket leder till en förändrad biologisk mångfald.

Dagens skogsbruk påverkar jordlöparfaunan (*Carabidae*). Habitatspecialister på äldre skogar drabbas främst. När kronorna åter sluter sig efter kalhuggning minskar arter som föredrar öppna habitat och de som föredrar mogna/slutna skogar ökar. Contortatallbestånd sluter sig tidigare än tallbestånd vilket påverkar skogsskötseln annorlunda vilket i sin tur påverkar jordlöparfaunan.

Den här studien genomfördes för att jämföra skillnader i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan contortatall- och tallbestånd och om det varierade mellan bestånden som var 17-18 och 39-40 år gamla. Det långa tidsintervallet i studien var unikt. Jordlöparna insamlades på fyra odlingsförsök i norra Sverige där contortatall- och tallbestånd planterats intill varandra. De olika arterna av jordlöpare delades in i tre funktionella grupper 1) generalister, 2) öppenhabitatarter och 3) skogsarter.

I vår studie var artrikedomen enligt Fisher's alpha något lägre i contortatallbestånden än i tallbestånden både 1987 och 2010. *Calathus micropterus* var den vanligaste arten båda åren. 1987 var den vanligast i contortatallbestånden och 2010 i tallbestånden. *Calathus micropterus* är en skuggkrävande skogsart vilket förklarar att den var vanligare i de mer slutna contortatallbestånden 1987 och de ogallrade tallbestånden 2010. 1987 var *Amara nigricornis* och *Amara lunicollis* bland de vanligaste arterna men de fanns inte 2010. Dessa arter föredrar öppna, torra och varma kala ytor vilket kan vara en av förklaringarna varför arterna inte återfanns 2010 då bestånden var äldre och krontaket mer slutet.

Våra resultat visar att fortsatt introduktion av contortatall i framtiden kan utgöra hot mot jordlöparsamhället om inte fler arter anpassar sig till de nya miljöerna som contortatallbestånden skapar.

ABSTRACT

In the 1970's the North American lodgepole pine (*Pinus contorta*) was introduced to Sweden in large scale. The lodgepole pine affects its new environment different from Scots pine (*P. sylvestris*), leading to a change in biological diversity.

Forestry today affects the ground beetle fauna (*Carabidae*). Habitat specialists associated with older forests are first affected. When the canopy closes again after a clear-cutting species that prefer open habitats reduces and those who prefer mature/closed forests increase.

In this study we compare differences in diversity and community structure of ground beetles in stands of lodgepole pine and Scots pine. We also compared if the patterns changed between 17-18 year old stands and 39-40 year old stands. The long time interval in the study was unique. Ground beetles were collected in four sites in northern Sweden where stands of lodgepole pine and Scots pine were planted adjacent to each other. The various species of ground beetles were divided into three functional groups 1) generalists, 2) open habitat species, and 3) forest species.

In our study, the species diversity in stands of lodgepole pine was slightly lower than in stands of Scots pine according to Fisher's alpha. *Calathus micropterus* was the most common species in both years. In 1987 it was most common in stands of lodgepole pine and 2010 in stands of Scots pine. *Calathus micropterus* is a shadow demanding forest species which explains why it was more common in 1987 in the more closed stands of lodgepole pine and 2010 in the unmanaged stands of Scots pine. 1987, *Amara nigricornis* and *Amara lunicollis* were among the most common species, but they were not found 2010. These species prefer open, dry and hot bare surfaces which may be one reason why the species was not found in 2010 when stands were older and the canopy more closed.

Our results shows that if no more species adapt to the new habitats that stands of lodgepole pine creates the future introduction of lodgepole pine may pose threats to the ground beetle community.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	2
ABSTRACT	3
1. INLEDNING	5
1.1 Bakgrund	5
1.2 Contortatallens påverkan på den biologiska mångfalden	5
1.3 Jordlöparnas ekologi.....	7
1.4 Mål och problemformulering	8
2. MATERIAL OCH METOD	9
2.1 Studieområde.....	9
2.2 Statistiska analyser	12
2.3 Funktionella grupper	15
3. RESULTAT	16
4. DISKUSSION	22
4.1 Är det någon skillnad i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan contortatall- och tallbestånd?.....	22
4.2 Varierar mönstren i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan de två undersökningsåren?	23
4.3 Slutsatser	24
4.4 Felkällor.....	25
REFERENSLISTA	27
BILAGA 1. Ytskisser	32
BILAGA 2. Svenska trivialnamn jordlöpare 1987-2010	36

1. INLEDNING

1.1 Bakgrund

Den nordamerikanska contortatallen, som är taxonomiskt lik vår svenska tall, har storskaligt använts i Sverige sedan 1970-talet och i försöksbestånd sedan 1920-talet. Idag finns kring 600 000 hektar contortatall norr om 60:e breddgraden (Engelmark, 2011). Motiven till storskaliga introduktioner av exotiska trädslag är ofta förväntad biomassa- eller värdeproduktion och förbättrad företagsmässig eller nationell ekonomi (Andersson et al., 1999). Främsta orsaken att contortatall introducerades i Sverige var då industrin befarade en framtida virkessvacka under 2000-talet. Förhoppningar fanns då om att den snabbväxande contortatallen skulle kunna kompensera virkesunderskottet (Elfving et al., 2001). Vad gäller storskalig introduktion av främmande trädslag bör man beakta de risker som finns, då man inte vet vilka konsekvenser som kan förväntas (Peterken, 2001; Sykes, 2001; Engelmark, 2011). Contortatallen påverkar bl.a. sin nya miljö genom att konkurrera ut inhemska arter och kan då förändra den biologiska mångfalden (Engelmark, 2011).

En introduktion av exoter kan orsaka både stora och mindre förändringar vad gäller ekosystemstrukturer och processer som påverkar biodiversiteten (Bernes, 1994). De viktigaste effekterna ur biodiversitetssynpunkt är påverkan på de inhemska trädslagen och ekosystemen. Tänkbara skador på det introducerade trädslaget är mindre viktigt (Andersson et al., 1999). En nyintroducerad art kan alltså påverka den biologiska mångfalden genom att en del artgrupper kan missgynnas och andra gynnas. Förhållandena varierar över tiden och mellan arter (Huston, 1994). Exempelvis finns studier från Storbritannien som visar hur ryggradlösa djur påverkas av introducerade trädslag. Man kunde då tydligt utskilja att vissa inhemska ryggradlösa djur förflyttade sig från de inhemska trädslagen till de introducerade. Dock förekom det främst mellan trädarter som var relativt närbesläktade. I en studie fann man 73 arter av fjärilar (*Lepidoptera*) på sydboken, *Nothofagus nervosa*, de flesta av arterna hade förflyttat sig från inhemsk ek (*Quercus*) och bok (*Fagus*). Några få arter kom att bli skadeinsekter på introducerade trädarter (Welch, 1997).

1.2 Contortatallens påverkan på den biologiska mångfalden

Det finns ett flertal studier på hur skogsskötsel, såsom gallring och avverkning, påverkar jordlöparfaunan. Det finns inga svenska studier som jämför jordlöparfaunan i contortatall- och tallbestånd över tiden.

På beståndsnivå har contortatallen en direkt påverkan genom artspecifika karaktärer, t.ex. annorlunda morfologi och kemisk sammansättning än tall. Den har även en indirekt verkan genom förändrad beståndsmiljö, vilket påverkar exempelvis markfaunans sammansättning. Detta leder till en förändrad biologisk mångfald (Andersson et al., 1999).

I takt med att mängden contortatall ökar i Sverige och med ökad beståndsålder kan man anta att antalet insektsarter kommer att öka. Fler insektsarter som är specialister kommer ha potential att kolonisera contortatallbestånd (de Groot & Turgeon, 1998). Viktigt är att förändringar i vanliga arters förekomst är av betydelse (även om en minskning i sig inte skulle minska den biologiska mångfalden) då dessa indikerar förändringar som i sin tur kan ge negativa effekter på mer ovanliga arter. Effekterna kan visa sig först på lång sikt och är då extra svåra att fastställa (Andersson et al., 1999).

Andersson et al. genomförde 1999 en Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) där de ekologiska konsekvenserna av skogsbruk med contortatall objektivt granskades. Rapporten baserades på kunskap framtagen med vetenskapliga metoder.

Både skogsskötselåtgärder och nyttjandet av introducerade arter kan förväntas påverka ekosystemet genom att slå ut sällsynta eller hotade arter, eller förändra abundansen av vanligt förekommande arter (Andersson et al., 1999). En arts populationsstorlek påverkas av andelen lämpligt habitat, minskar detta så minskar även populationens storlek (With & Crist, 1995). Genom studier har tendenser kunnat ses att contortatallens större produktion av trädbiomassa innebär liknande minskning i annan primärproduktion (Lundmark et al., 1982; Kardell & Eriksson, 1989; Sjöberg, 1989). Den största skillnaden mellan contortatall och tall på en given ståndort är att contortatallen har högre ljusabsorption och högre produktivitet. Contortatallen har en mycket tätare krona än tallen vilket påverkar beståndsmiljön. Ljusinsläppet till marken blir därför mindre, vilket leder till att marken blir kallare. Men det kan också vara så att utstrålningen minskar, därför kan en nettoeffekt inte riktigt bedömas. Transpirationen kan öka med den större bladytan vilket leder till torrare mark. En torrare och kallare mark har en lägre mineraliseringshastighet än en fuktigare och varmare mark. De större kronorna samlar upp mer snö vilket innebär mindre snö på marken och därmed djupare tjäle. Men på våren kommer marken då att värmas upp tidigare (Andersson et al., 1999). Den högre beskuggningen som råder i ett contortatallbestånd påverkar vegetationens sammansättning, mängd och kvalitet (Kardell & Eriksson, 1989). Detta påverkar andra arters sammansättning och frekvens indirekt (Andersson et al., 1999). Bland annat så skuggar rena contortatallbestånd ut vanliga skogsmarksväxter som kruståtel och flera örter. Till skillnad från tallbestånd har contortatallbestånd även ett lägre pH-värde, dess barr bryts ned långsammare och dess snabba tillväxt leder till sämre näringsbetingelser för andra växter. Hittills har inga studier genomförts om hur situationen ser ut i gamla contortatallbestånd. De djurgrupper som påverkas mest av skogsbrukets skötselåtgärder är främst förknippade till äldre skogar (Kardell & Eriksson, 1989). Produktionsskogar innehåller färre jordlöpararter som är skogsspecialister och abundansen av vanliga arter är lägre än i icke skötta äldre skogar (Andersson & Hytteborn, 1991; Kuusinen, 1994, 1996; Dettki & Esseen, 1998).

I en studie av Kardell et al. (1989) jämförs markvegetationens utveckling i jämförbara bestånd mellan contortatall och tall i åldersstadierna 13-15 år och 34-36 år. Jämförelsen visar att antal och biomassa av marklevande organismer är lägre i contortatallbestånden. Detta förefaller extra tydligt hos gruppen skalbaggar (Kardell et al., 1989). Förmodligen kommer dessa skillnader att bli mindre med tiden då fler arter får möjlighet att kolonisera contortatallbestånden som är relativt nyetablerade i Sverige (de Groot & Turgeon, 1998).

Ljuskrävande arter har det svårt då bl.a. contortatallens bättre tillväxt och yvigare växtsätt gör att markytan snabbt blir skuggad i contortatallbestånd. Man fann dock inte någon skillnad gällande taxonomiska grupper mellan de båda bestånden (Kardell et al., 1989). Enligt Kardell & Eriksson (1989) visar de få studier som genomförts att markens bördighet för det mesta förklarar de skillnader som finns i markfauna och sammansättning.

1.3 Jordlöparnas ekologi

Niemelä et al. (2007) har undersökt effekterna av skogsskötsel på jordlöparfaunan i de boreala skogarna. Skogsbruket påverkar jordlöparfaunan. Arter som är habitatspecialister på äldre skogar drabbas främst. Efter kalhuggning förändras habitatet drastiskt och sammansättningen av jordlöpare förändras. Arter kopplade till mogna/slutna skogar försvinner och arter som trivs i öppna habitat ökar. Arter som är habitatgeneralister överlever åtminstone på kort sikt.

Kalhyggen skapar öppna, varma och torra miljöer som missgynnar de skogslevande arterna (Niemelä, 1993). 20-30 år efter kalhuggning, dvs. när kronorna åter sluter sig, så minskar arter som föredrar öppna habitat och de som föredrar mogna/slutna skogar ökar (Niemelä et al., 1996; Koivula et al., 2002; Koivula & Niemelä, 2002). De skogslevande arterna är känsliga för habitatförändringar som bl.a. inträffar efter utförda skogsskötselåtgärder. Det är dessa arter som hotas av vårt moderna brukande av skogen (Niemelä et al., 1993a; Koivula, 2001, 2002a). Spridningsförmågan hos arten och avståndet mellan lämpliga habitat påverkar artens överlevnad. I fragmenterade landskap är detta ett problem, helst om fragmenten befinner sig långt ifrån varandra (den Boer, 1990a, b; Fahrif & Merriam, 1994; With et al., 1997; Hanski, 1999; Niemelä, 2001). De arter som trivs i öppna habitat riskerar inte att försvinna pga. dagens skogsskötsel eftersom de kalhyggen och ungskogar som skapas utgör lämpliga habitat för dem (Spence et al., 1996; Koivula, 2006). Slutsatsen är att det i intensivt skötta skogar kommer att finnas arter som föredrar öppna habitat och på dessa områden kommer de också att kunna öka i abundans, men dessa försvinner när krontaket åter sluts. Skogsgeneralisterna kommer att kvarstå genom successionerna som uppstår efter skogsavverkningar. Arter som behöver mogna/slutna skogar påverkas negativt av dagens skogsskötsel och kommer kanske inte att återhämta sig på flera årtionden (Niemelä et al., 1993a). Det är fler arter som koloniserar ett kalhygge än vad det är arter som försvinner. Därför brukar artrikedomen öka efter en avverkning eller annan betydande åtgärd (Niemelä et al., 1988, 1993a; Koivula, 2002a, b).

1.4 Mål och problemformulering

Vårt mål är att jämföra skillnader i artrikedom och abundans av jordlöpare (*Carabidae*) mellan contortatall- (*Pinus contorta*) och tallbestånd (*P. sylvestris*), med data som insamlats under två tillfällen, 1987 och 2010. Vi analyserar därför om det skiljer sig i artrikedom och abundans mellan de två åren. Unikt med vår studie är det långa tidsintervallet, då vi jämför data från bestånd i åldern 17-18 och 39-40. Denna långtidsstudie gör det även möjligt att få in skötsel aspekter i analysen.

Vår problemformulering består av följande frågeställningar:

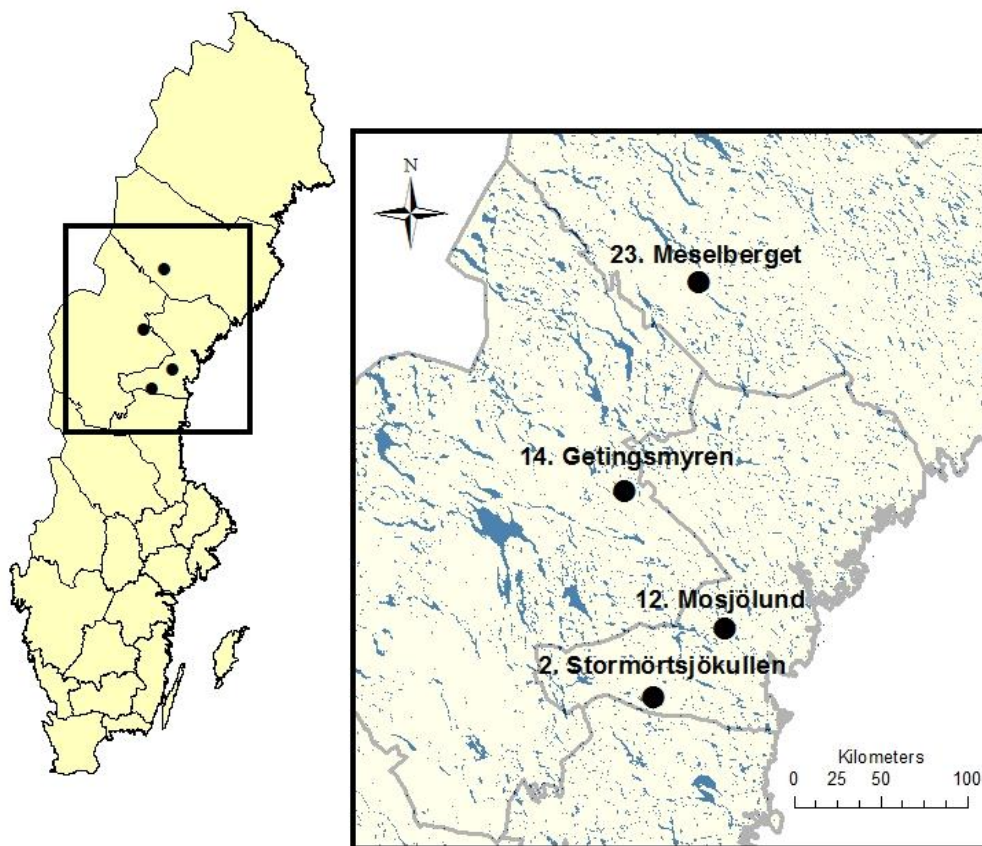
- Är det någon skillnad i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan contortatall- och tallbestånd?
- Varierar mönstren i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan de två undersökningsåren?

Då inga tidigare svenska studier har gjorts mellan contortatall- och tallbestånd över tid vad gäller artrikedom och abundans av jordlöpare så anser vi att vårt resultat kommer att bidra med viktig kunskap inom området. Vårt resultat kan ge en inblick i hur contortatall kan påverka den inhemska floran och faunan, vilket kan leda till både positiva och negativa effekter för den biologiska mångfalden. Förändringar i vanliga arters förekomst, så som vissa jordlöpararter, är av betydelse då dessa indikerar förändringar som i sin tur kan ge negativa effekter på mer ovanliga arter (Rainio & Niemelä, 2004; Niemelä et al., 2007).

Även om contortatall och tall är taxonomiskt lika så förväntar vi oss att artsammansättningen av jordlöpare kommer att skilja sig mellan trädslagen då tidigare kortsiktiga studier visat att contortatall medför en förändrad markfauna ovan och under jord. Även förna- och humustäckets tjocklek är större i contortatallbestånd (Kardell & Eriksson, 1989). Då det finns fler jordlöpararter som föredrar öppna habitat (Niemelä et al., 2007) antar vi ett lägre antal arter i contortatallbestånden eftersom de har bättre tillväxt och yvigare växtsätt vilket gör att markytan snabbt blir skuggad (Andersson et al., 1999). Skötselåtgärder som skapar mer öppna habitat ökar artrikedomen. Vi antar att artrikedomen är högre i heterogena bestånd än i homogena bestånd (Niemelä et al., 1988, 1993a; Koivula, 2002a, b). Artsammansättningen bör förändras över tiden i takt med de olika successionsstadierna i skogen, olika arter är kopplade till olika stadier (Niemelä et al., 1993a; Niemelä et al., 2007).

2. MATERIAL OCH METOD

2.1 Studieområde



Figur 1. De fyra punkterna på kartan är SCA:s odlingsförsök som ingått i studien.

Figure 1. Included in the study were SCA:s growing trials marked with four points on the map.

I vårt arbete har vi använt oss av data från fyra av SCA:s odlingsförsök (Tabell 1 & Figur 1) med contortatall och tall i Västerbottens-, Västernorrlands- och Jämtlands län. I varje odlingsförsök har contortatall och tall planterats intill varandra så att de utgör egna bestånd. Odlingsförsöken anlades 1970-1971. I varje valt odlingsförsök lade SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet) ut transekter med fallfällor i syfte att fånga bl.a. jordlöpare, både i contortatall- och tallbestånden. Fallfällorna var av standardtyp, det vill säga av hårdplast med en öppning på 65 millimeter i diameter och en volym på 170 milliliter. Fallfällorna grävdes ned i marken så att dess övre kant var strax under markytan så att förbigående jordlöpare trillade ned. Fällorna var fyllda till en tredjedel med 50 procentig miljöglykol. 2010 var fällorna försedda med tak vilket de inte var 1987. Taken som förankrades i marken förhindrade bl.a. att behållarna fylldes med regnvatten.

1987 placerades 80 fallfällor ut i transekter på vardera av de fyra odlingsförsöken, på varje försök fördelades antalet fällor lika mellan trädslagen, alltså 40 fällor per trädslag. Avståndet mellan varje fallfälla var tio meter. Fällorna vittjades under en tvåveckorsperiod i juni (10-24/6) och både abundans och artrikedom av jordlöpare observerades. Data från detta år

insamlades av Kjell Sjöberg och Roger Pettersson, SLU Umeå. En ytskiss i skala 1: 5000 av varje odlingsförsök gjordes 1987 av Roger Pettersson. I dessa finns information om transekternas placering och allmän information om odlingsförsöken (1987) (Bilaga 1).

2010 samlades ny data om jordlöparfaunan in av Fredrik Stenbacka och Jean-Michel Roberge, SLU Umeå. Denna gång placerades endast 20 fallfällor ut i transekter på vardera av de fyra odlingsförsöken, dvs. 10 fällor per trädslag. SCA:s befintliga rutnät med provytor över de olika odlingsförsöken användes vid utplaceringen av fallfällorna, en fälla i varannan ruta. Fällorna vittjades under en tvåmånadersperiod, från juni till augusti månad (7/6-2/8).

Tabell 1.

Beståndsinformation från SCA:s odlingsförsök 2, 12, 14 och 23 av trädslagen contortatall och tall. Odlingsförsöken planterades 1970-1971 i Västerbottens-, Västernorrlands- och Jämtlands län. I respektive odlingsförsök har contortatall och tall planterats intill varandra. Odlingsförsök 2 Tall och 23 Contortatall gallrades någon gång mellan 2006-2010. Information om area, H100/H50, åtgärder, trädslagsfördelning 2006/2007, total grundyta 2006 och årlig löpande tillväxt skriftligen av SCA Skog AB och Roberge, SLU. Information om åtgärder, trädslagsfördelning 1987 och övrigt skriftligen av Pettersson, SLU. H100 för tall är den övre höjden (m) vid 100 års ålder och H50 för contortatall är den övre höjden vid 50 års ålder (Albrektson et al., 2008).

Table 1.

Stand information from SCA:s growing trials 2, 12, 14 and 23 of the tree species lodgepole pine and Scots pine. The growing trials were planted 1970-1971 in Västerbottens-, Västernorrlands- and Jämtlands county. In each growing trial lodgepole pine and Scots pine were planted next to each other. Growing trial 2 Scots pine and 23 lodgepole pine were thinned sometimes between 2006-2010. Information about the area, H100/H50, measures, tree composition 2006/2007, total basal area 2006 and annual ongoing growth in writing by SCA Skog AB och Roberge, SLU. Information about measures, tree composition 1987 and moreover in writing by Pettersson, SLU. H100 for Scots pine are the top height (m) at the age 100 and H50 for lodgepole pine are the top height at age 50 (Albrektson et al., 2008).

Odlingsförsök	2 Tall	2 Contortatall	12 Tall	12 Contortatall	14 Tall	14 Contortatall	23 Tall	23 Contortatall
Area (ha)	20	21	20	20	20	20	20	21
H100(tall) H50(contortatall) (m)	22,9	21,4	23,0	22,9	26,8	25,9	24,9	24,6
Åtgärder	Lövröjning - 82 Gallring	Lövröjning - 82 Gallring - 03	Gallring - 05	Gallring - 05	Lövröjning - 85	Lövröjning- 85 Gallring - 03		Gallring
Trädslagsfördelning 1987	Inslag av gran	Inslag av gran	Inslag av löv	Inslag av löv	Inslag av gran och löv	Inslag av gran och löv		
Trädslagsfördelning 2006/2007	Inslag av gran	Inslag gran	Inslag av gran och björk	Inslag av gran och björk	Inslag av gran och björk	Inslag av gran	Inslag av björk och gran	Inslag av björk och gran
Tot. grundyta (m ² /ha) 2006	28,0	19,6	15,3	14,9	25,7	20,8	19,7	25,2
Årlig löpande tillväxt/ha (m ³ sk) 2006	6,5	5,8	6,9	7,4	12,0	9,0	11,6	10,9
Övrigt			Bäck Fuktiga partier Impediment	Bäck Fuktiga partier Impediment	Impediment Häckning av tjäder	Impediment Vindfäll -10		

2.2 Statistiska analyser

Först genomfördes en sammanställning av data för respektive år. Sammanställningen innehöll information om artrikedom och abundans av jordlöpare mellan trädslagen och de olika provytorna. Detta användes senare i andra upplagan av datorprogrammet Ecological Methodology (Ecological Methodology, 1998) som bygger på Krebs (1999). I datorprogrammet beräknades index för diversitet (Fisher's alpha), jämnhet (Smith och Wilson) och likhet i artsammansättning (Sørensen).

Fisher's alpha, α

Fisher's alpha är ett index för diversitet dvs. en uppskattning av artantal i ett samhälle (Krebs, 1999). Ett högt värde på Fisher's alpha indikerar en hög diversitet där ett ökande antal individer direkt ökar artantalet. Ett lågt värde på Fisher's alpha indikerar en låg diversitet där de flesta individer tillhör samma art, där ett ökande antal individer inte nämnvärt ökar artantalet (HUMPFIT).

Fisher's logaritmiska serier beskriver matematiskt relationen mellan antalet arter och antalet individer inom dessa arter (Fisher et al., 1943). Fisher's alpha är ett robust mått på diversitet och kan användas även när data inte är anpassat till logaritmiska seriers fördelning (Magurran, 2004). Fisher's alpha är tämligen oberoende av provstorlek då det totala antalet individer i provet (N) är större än 1000 (Taylor, 1978).

$$\hat{\alpha} = \frac{N(1 - x)}{x}$$

$\hat{\alpha}$ = diversitetsindex från logaritmiska serier

N = totalt antal individer i provet

x = parameter från logaritmiska serier

(Krebs, 1999).

Logaritmiska serier

Logaritmiska serier är serier med en ändlig summa vars villkor kan skrivas som en funktion av två parametrar:

$$ax, \frac{ax^2}{2}, \frac{ax^3}{3}, \frac{ax^4}{4}, \dots$$

ax = antal arter av hela fångsten som representeras av en individ

$\frac{ax^2}{2}$ = antal arter av hela fångsten som representeras av två individer och så vidare

De logaritmiska serierna för en uppsättning data fastställs av två variabler, antalet arter och individer i provet. Relationerna mellan dessa är:

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

S = det totala antalet arter i provet

N = det totala antalet individer i provet

α = diversitetsindex

Fisher's alpha (α) är lågt om antalet arter är lågt och högt när antalet arter är högt (Fisher et al., 1943).

Det finns monogram (Williams, 1964; Southwood, 1978) varifrån Fisher's alpha kan läsas direkt från värdena på N och S . En mer exakt metod är att uppskatta ett ungefärligt värde på x från Williams tabell (1964, s. 308) och sedan lösa följande ekvation upprepade gånger för ett mer exakt värde på x :

$$\frac{S}{N} = \frac{1-x}{x} [-\log_e(1-x)]$$

S = totalt antal arter i rprovet

N = totalt antal individer i provet

x = parameter för logaritmiska serier

Olika värden för x prövas tills denna ekvation är balanserad. Mot bakgrund av denna uppskattning av x , får vi α från:

$$\text{var}(\hat{\alpha}) = \frac{N(1-x)}{x}$$

$\hat{\alpha}$ = diversitetsindex från logaritmiska serier

N = totalt antal arter i provet

(Williams, 1964).

För att analysera vilka data som helst för empiriska samhällen bör du först rita en art-abundanskurva. Dessa kurvor kan göras på olika sätt, antingen aritmetiskt eller med logaritmiska serier (May, 1975).

Smith och Wilson's index för jämnhet

”En grundläggande egenskap hos biologiska samhällen är fördelningen av abundansen mellan arter” (Smith & Wilson, 1996, s. 70). Detta uttrycks enklast som jämnhet (evenness). I samhällen där det finns exakt lika många individer av alla arter är jämnheten hög. I ett samhälle där abundansen mellan arterna skiljer sig mycket är jämnheten låg (Smith & Wilson, 1996). Funktionen för jämnhet måste vara oberoende av artrikedom (Heip, 1974).

$$E_{var} = 1 - \left[\frac{2}{\pi \arctan \left\{ \frac{\sum_{i=1}^s (\log_e(n_i) - \sum_{j=1}^s \log_e(n_j)/s)^2 / s}{s} \right\}} \right]$$

E_{var} = Smith och Wilsons index för jämnhet

n_i = antalet individer av art i i provet

n_j = antalet individer av art j i provet

s = antalet arter i hela provet

Krav och önskvärda karaktärer:

- Indexet måste vara oberoende av artrikedomen (Heip, 1974).
- Om den minst vanliga arten i ett samhälle minskar marginellt måste indexet också minska (Routledge, 1983).
- När en mindre vanlig art införs i samhället måste indexet minska (Routledge 1983).
- Indexet måste vara oberoende av de enheter som används för att mäta abundans (Smith & Wilson, 1996).
- När abundansen av alla arter är lika så ska indexet vara maximalt (Smith & Wilson, 1996).
- Det maximala värdet ska vara 1,0 (Smith & Wilson, 1996).
- När abundansen mellan arterna är så olika som möjligt ska indexet vara minimalt (Smith & Wilson, 1996).
- När samhället är så ojämnt det kan bli ska indexet vara så nära sitt minimum som möjligt (Smith & Wilson, 1996).
- Det minsta värdet ska vara 0 (Smith & Wilson, 1996).
- Det minsta värdet på indexet ska kunna uppnås med vilka antal arter som helst (Smith & Wilson, 1996).
- Indexet ska visa ett värde i mitten av skalan för värden som vi intuitivt skulle överväga som medelmåttiga (Smith & Wilson, 1996).
- Om jämnheten ändras i en rad samhällen ska indexet reagera på ett acceptabelt sätt (Smith & Wilson, 1996).
- Indexet ska vara symmetriskt med avseende på både mindre vanliga och vanliga arter (Pielou, 1975).
- När individantalet är skevt fördelat mellan arterna ska indexet anta ett lågt värde (Smith & Wilson, 1996).

I Smith och Wilsons (1996) undersökning av en rad olika index för jämnhet såg vi att Smith och Wilson's index för jämnhet klarade av de krav och önskvärda karaktärer som är eftertraktade för ett jämnhetsindex bäst. Därför använder vi detta index i vår undersökning.

Sørensen kvantitativa index

β -diversitet är ett mått på hur olika en rad livsmiljöer eller prover är med tanke på vilka arter som finns i dem (Wilson & Mohler, 1983). Ju mindre arter de olika samhällena delar desto högre blir β -diversiteten (Magurran, 1988). För att enkelt kunna mäta β -diversitet mellan två ytor/områden ska man använda likhetskoefficienter (Clifford & Stephenson, 1975). Det finns ett flertal sådana, där Sørensen är en av de mest använda (Southwood, 1978; Janson &

Vegelius, 1981). Sørensen är ett mått på hur lik artsammansättningen är mellan olika livsmiljöer. Med ett högt β menas att livsmiljöerna är väldigt olika och detta ger ett lågt Sørensen, d.v.s. livsmiljöerna innehåller få lika arter.

$$C_N = \frac{2j_N}{(aN + bN)}$$

C_N = Sørensen kvantitativa index

aN = det totala antalet individer på yta A

bN = det totala antalet individer på yta B

jN = summan av den lägre av de två abundanserna registrerade för de arter som fanns på båda ytorna

(Magurran, 1988).

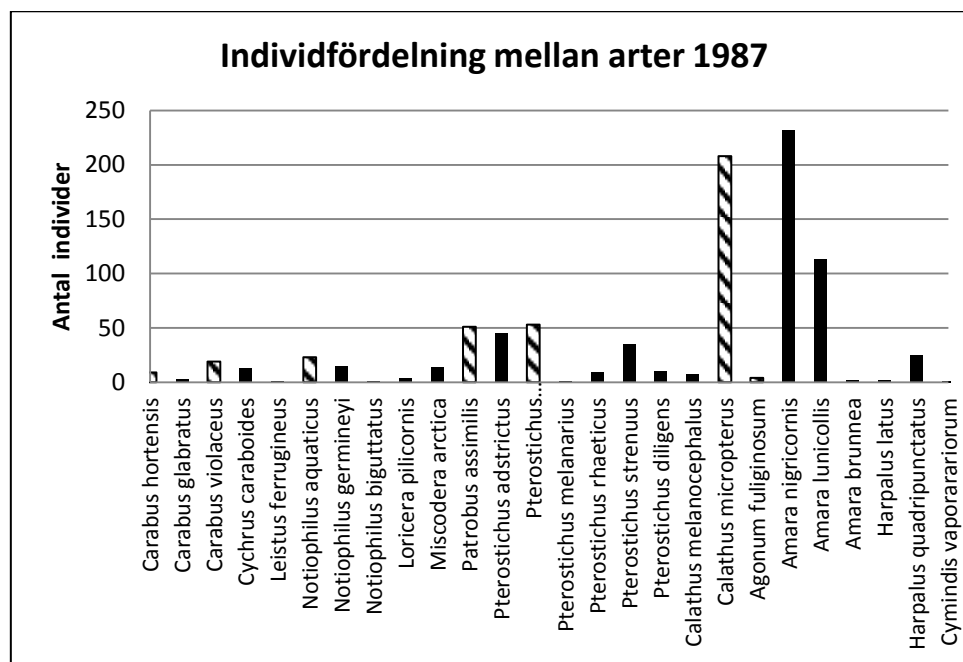
Vår sammanställning av artrikedom och abundans av jordlöpare mellan trädslagen och de olika provytorna för respektive år användes för att beräkna Sørensen's kvantitativa index i dataprogrammet Primer (PRIMER, 2007). Datat transformerades för att de vanliga arternas betydelse skulle vägas ned. Vi analyserade också vilka arter som förklarade skillnaderna i artsammansättning med Simper, också i Primer (Clarke, K. R. & Warwick, R. M., 2001; Clarke, K. R. & Gorley, R. N., 2006).

2.3 Funktionella grupper

I en studie av Niemelä et al. (2007) delas olika arter av jordlöpare in i funktionella grupper med avseende på livsmiljön de lever i. Vi använde de tre klassificeringarna, 1) generalister, 2) öppenhabitatarter och 3) skogsarter. Klassificeringarna bygger på Lindroth's böcker (1985, 1986, 1992) med artfakta om jordlöpare och Niemelä et al. (2007). De arter som inte nämndes i Niemelä et al. (2007) studie klassificerades med hjälp av Wikars (1995) och Lindroth (1985, 1986). Med generalister menas de arter som förekommer i både slutna och öppna successionsstadier medan öppenhabitatarter finns endast i yngre successionsstadier. Med skogsarter menas arter som lever i en närmast mogen skog med slutet krontäcke, där skogsspecialister främst förekommer i naturskogar (Niemelä et al., 2007). Skogsarter förekom i vår studie men skogsspecialister fanns dock inte.

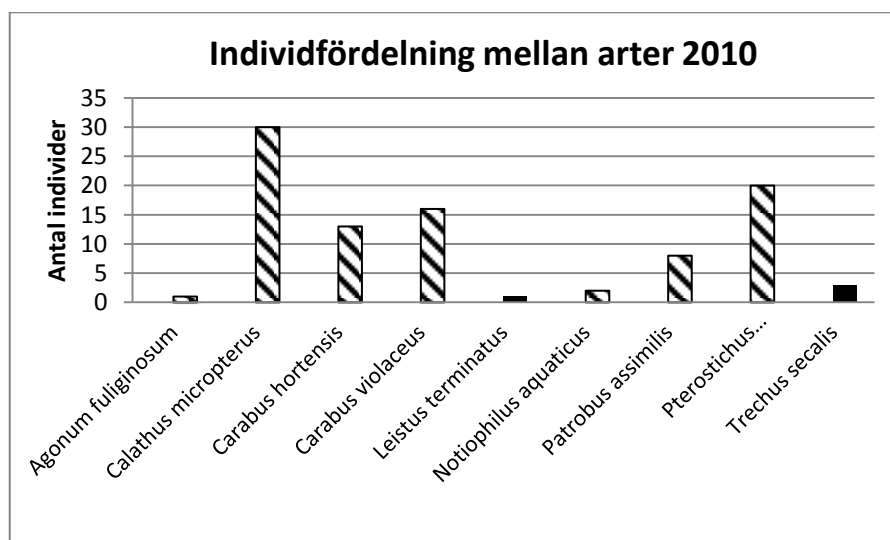
3. RESULTAT

Ett stort antal jordlöpararter fanns representerade i odlingsförsöken 1987 (Figur 2). Färre arter återfanns i 2010 års data pga. ett lägre antal fångstfällor (Figur 3). De streckade staplarna visar att arterna förekom både 1987 och 2010. Sju arter återfanns båda åren och av dessa var *Calathus micropterus* vanligast (Figur 2 & Figur 3).



Figur 2. Fördelningen av individer mellan jordlöpararter insamlade 1987. De randiga staplarna markerar de arter som fanns både 1987 och 2010.

Figure 2. The distribution of individuals between ground beetle species collected in 1987. The striped bars highlight species that both existed 1987 and 2010.



Figur 3. Fördelningen av individer mellan jordlöpararter insamlade 2010. De randiga staplarna markerar de arter som fanns både 1987 och 2010.

Figure 3. The distribution of individuals between ground beetle species collected in 2010. The striped bars highlight species that both existed 1987 and 2010.

1987 infångades 26 arter, 538 individer i tallbestånden och 326 individer i contortatallbestånden (Tabell 2). 2010 infångades nio arter, 40 individer i tallbestånden och 54 individer i contortatallbestånden. För svenska trivialnamn se Bilaga 2.

Tabell 2. Arter indelade i tre funktionella grupper, 1) generalister, 2) öppenhabitatarter och 3) skogsarter, beroende på livsmiljön. I vardera funktionell grupp är det totala individantalet per art rankad från högst till lägst. *Amara nigricornis*, *Harpalus quadripunctatus*, *Miscodera arctica*, *Pterostichus rhaeticus* och *Cymindis vaporariorum* klassificerades enligt Wikars (1995). Resterande arter klassificerades enligt Niemelä et al. (2007).

Table 2. Species divided into three functional groups, 1) generalists, 2) open habitat species and 3) forest species, depending on the habitat. In each functional group, the total number of individuals per species are ranked from highest to lowest. *Amara nigricornis*, *Harpalus quadripunctatus*, *Miscodera arctica*, *Pterostichus rhaeticus* and *Cymindis vaporariorum* were classified according to Wikars (1995). The remaining species were classified according to Niemelä et al. (2007).

	1987 Tall	1987 Contortatall	2010 Tall	2010 Contortatall	Totalt
Generalister					
<i>Patrobus assimilis</i>	32	19	4	4	59
<i>Pterostichus strenuus</i>	24	11	0	0	35
<i>Pterostichus diligens</i>	5	5	0	0	10
<i>Agonum fuliginosum</i>	2	2	1	0	5
<i>Loricera pilicornis</i>	1	3	0	0	4
<i>Trechus secalis</i>	0	0	0	3	3
<i>Leistus ferrugineus</i>	1	0	0	0	1
<i>Pterostichus melanarius</i>	1	0	0	0	1
Öppenhabitatarter					
<i>Amara nigricornis</i>	175	57	0	0	232
<i>Amara lunicollis</i>	91	22	0	0	113
<i>Pterostichus adstrictus</i>	36	9	0	0	45
<i>Notiophilus aquaticus</i>	13	10	1	1	25
<i>Harpalus quadripunctatus</i>	9	16	0	0	25
<i>Notiophilus germinyi</i>	7	8	0	0	15
<i>Miscodera arctica</i>	4	10	0	0	14
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	3	6	0	0	9
<i>Calathus melanocephalus</i>	7	0	0	0	7
<i>Harpalus latus</i>	1	1	0	0	2
<i>Cymindis vaporariorum</i>	1	0	0	0	1
Skogsarter					
<i>Calathus micropterus</i>	74	134	22	8	238
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	22	31	6	14	73
<i>Carabus violaceus</i>	12	7	4	12	35
<i>Carabus hortensis</i>	2	7	2	11	22
<i>Cychrus caraboides</i>	11	2	0	0	13
<i>Carabus glabratus</i>	3	0	0	0	3
<i>Amara brunnea</i>	1	1	0	0	2
<i>Notiophilus biguttatus</i>	0	1	0	0	1
<i>Leistus terminatus</i>	0	0	0	1	1

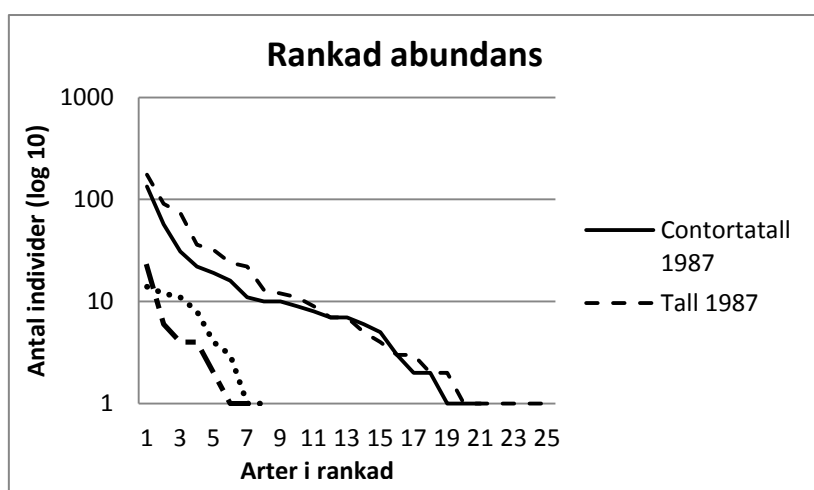
Calathus micropterus, *Pterostichus oblongopunctatus* och *Patrobus assimilis* var tre av de fem vanligaste arterna både 1987 och 2010. 1987 var *Amara nigricornis* vanligast förekommande men återfanns inte 2010. Individantalet var mycket lägre 2010 då ett färre antal fallfällor användes (Tabell 3).

Tabell 3. Rankad abundans av de dominanta jordlöpararterna i contortatall- och tallbestånden 1987 och 2010.

Table 3. Ranked abundance of the dominant ground beetle species in stands of lodgepole pine and Scots pine 1987 and 2010.

Arter	1987		2010		Totalt
	Tall	Contortatall	Tall	Contortatall	
<i>Calathus micropterus</i>	74	134	22	8	238
<i>Amara nigricornis</i>	175	57	0	0	232
<i>Amara lunicollis</i>	91	22	0	0	113
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	22	31	6	14	73
<i>Patrobus assimilis</i>	32	19	4	4	59
<i>Pterostichus adstrictus</i>	36	9	0	0	45
<i>Pterostichus strenuus</i>	24	11	0	0	35
<i>Carabus violaceus</i>	12	7	4	12	35
<i>Carabus hortensis</i>	2	7	2	11	22

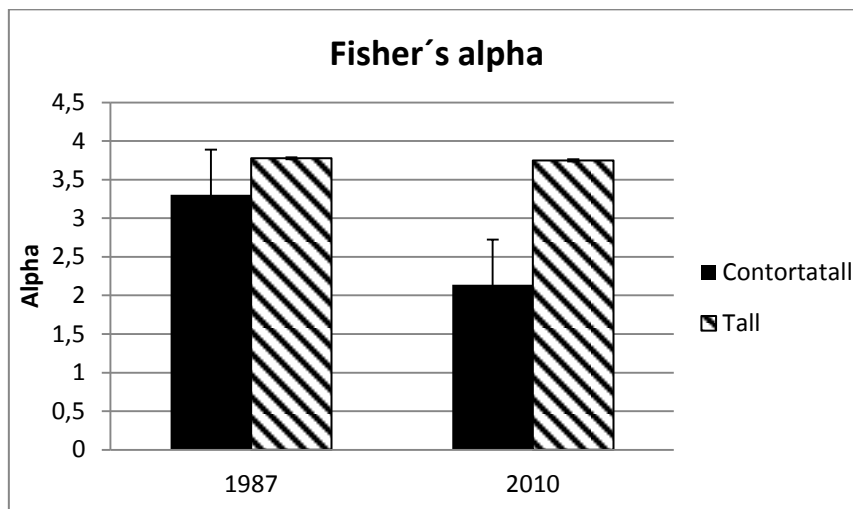
Det fanns betydligt fler arter och individer 1987 än 2010. 1987 hade tallbestånden i genomsnitt en högre artrikedom och abundans än contortatallbestånden. 2010 hade detta förändrats då contortatallbestånden hade högre artrikedom och abundans än tallbestånden (Figur 4).



Figur 4. Rankad abundans av jordlöpararter i contortatall- och tallbestånden för 1987 och 2010. Y-axeln är logaritmerad.

Figure 4. Ranked abundance of ground beetle species in stands of lodgepole pine and Scots pine for 1987 and 2010. The Y-axis is logarithmic.

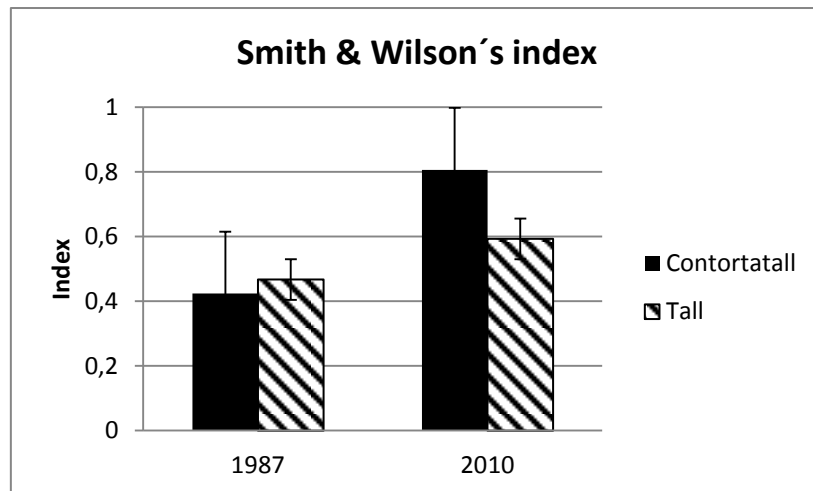
1987 hade contortatallens en signifikant högre diversitet än 2010. Tallens artrikedom var högre än contortatallens och exakt densamma både 1987 och 2010 (Figur 5).



Figur 5. Medelvärde av Fisher's alpha för respektive trädslag och år. Fisher's alpha är ett mått på artrikedom där ett högt värde innebär ett högt antal arter och ett lågt värde ger ett lågt antal arter.

Figure 5. Mean value of Fisher's alpha for each tree species and year. Fisher's alpha are a measure of species richness were a high value indicates a high number of species and a low value a low number of species.

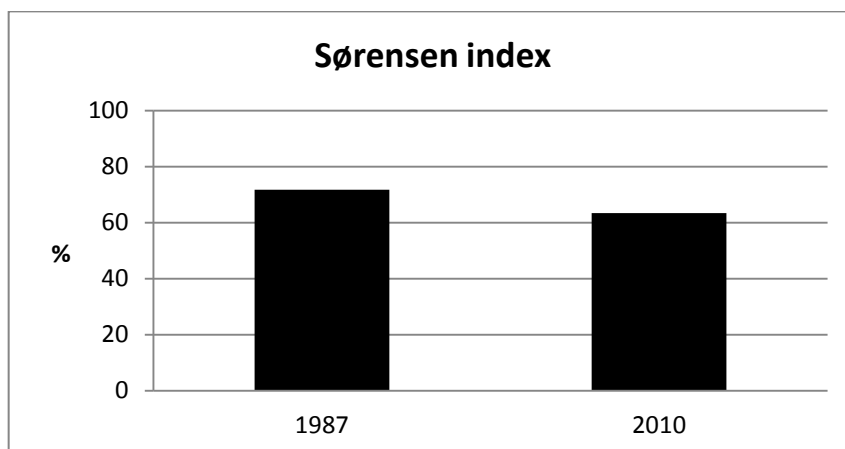
Medelvärdet för Smith och Wilson's index skilde sig åt mellan trädslagen och de båda åren. 1987 hade contortatalln ett lägre index än tallen och 2010 ett högre. Contortatallbeståndens individfördelning mellan arterna gick tydligt från relativt ojämnt till mer jämnt 2010. Tallens individfördelning gick också från relativt ojämnt till en jämnare fördelning 2010 (Figur 6).



Figur 6. Medelvärde av Smith och Wilson's index för respektive trädslag och år. Detta index är ett mått på jämnhet, dvs. individers fördelning mellan arter. I samhällen där det finns exakt lika många individer av alla arter är jämnheten hög och där abundansen mellan arterna skiljer sig mycket är jämnheten låg.

Figure 6. Mean value of Smith and Wilson's index for each tree species and year. This index is a measure of evenness, i.e. individual's distribution between species. In communities where there is exactly the same number of individuals of all species evenness is high and where the abundance of the species is very different the evenness is low.

1987 överensstämde contortatall- och tallbeståndens artsammansättning med cirka 70 procent. 2010 skilde sig contortatall- och tallbeståndens artsammansättning mer än 1987 (Figur 7).



Figur 7. Medelvärde av de fyra odlingsförsöken med avseende på likhet i beståndens artsammansättning mellan contortatall- och tallbestånden 1987 och 2010. Sørensen är ett mått på hur lik artsammansättningen är mellan olika livsmiljöer, i detta fall mellan contortatall- och tallbestånd.

Figure 7. Mean value of the four growing trials regarding to the similarity of the species composition in stands between lodgepole pine and Scots pine 1987 and 2010. Sørensen is a measure of how similar the species composition is between different habitats, in this case between stands of lodgepole pine and Scots pine.

Olikheten mellan contortatall- och tallbestånden var högre 2010. 1987 förklarar *Carabus violaceus* 7 procent av skillnaden mellan contortatall- och tallbestånden. 2010 var det *Calathus micropterus* som förklarade mest av skillnaderna i artsammansättning mellan tall- och contortatallbestånden (Tabell 4). Alla dessa arter återfinns i Tabell 3 som mest dominanta. I Tabell 2 finns information om i vilka livsmiljöer arterna fanns.

Tabell 4. De arter som förklarar mest av skillnaden i artsammansättning mellan contortatall- och tallbestånden 1987 och 2010 enligt SIMPER-analys.

Table 4. The species that explain most of the differences in species composition between stands of lodgepole pine and Scots pine 1987 and 2010 according to SIMPER-analysis.

1987	Bidrag till olikhet %
<i>Carabus violaceus</i>	7,23
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	6,85
<i>Pterostichus strenuus</i>	6,00

2010	Bidrag till olikhet %
<i>Calathus micropterus</i>	18,16
<i>Carabus violaceus</i>	16,35
<i>Carabus hortensis</i>	16,22

4. DISKUSSION

4.1 Är det någon skillnad i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan contortatall- och tallbestånd?

1987 hyste tallbestånden både fler individer och arter än contortatallbestånden (Tabell 2 & Figur 4). 1987 överensstämde contortatall- och tallbeståndens artsammansättning med cirka 70 procent (Figur 7). Det fanns fem arter i tallbestånden som inte fanns i contortatallbestånden och dessa var bland de ovanligaste. Två av de fem arterna, *Calathus melanocephalus* och *Leistus ferrugineus*, föredrar öppna och solexponerade marker (Lindroth, 1992). *Cymindis vaporariorum* tolererar måttlig skugga (Lindroth, 1992). *Pterostichus melanarius* trivs på öppna ytor (Lindroth 1986). Att dessa fyra arter inte förekom i contortatallbestånden kan bero på contortatallens större och yvigare krona vilket medför större beskuggning av marken (Andersson et al., 1999). *Carabus glabratus* är en skogsart som lever i mörka granblandskogar speciellt på mossrika lokaler (Lindroth, 1992). Att denna art inte återfanns i contortatallbestånden var märkligt eftersom contortatallskogar är mer skuggiga än tallskogar (Andersson et al., 1999) och ingen skillnad i den totala mossförekomsten finna mellan trädslagen (Kardell & Eriksson, 1989).

2010 innehöll contortatallbestånden en art mer och fler individer än tallbestånden (Tabell 2 & Figur 4). Detta år överensstämde artsammansättningen med cirka 63 procent mellan trädslagen (Figur 7). Det fanns två arter i contortatallbestånden som inte fanns i tallbestånden, *Trechus secalis* och *Leistus terminatus*. Gemensamt för arterna är att de finns i fuktiga habitat (Lindroth, 1992). Contortatallbestånd har ett något fuktigare beståndsklimat än tallbestånd (Kardell & Eriksson, 1989).

1987 var *Amara nigricornis* den vanligaste i tallbestånden och *Calathus micropterus* i contortatallbestånden (Tabell 3). *Amara nigricornis* föredrar mer öppna och varma habitat (Niemelä 1993) och finns ibland under bark på tall (Linderoth, 1992). Den högre abundansen i tallbestånden kunde förklaras med att tallen har ett högre ljusinsläpp till marken än contortatallen (Andersson et al., 1999). *Calathus micropterus* är en skuggkrävande skogsart (Lindroth, 1992) vilket förklarar att den var vanligare i de mer slutna contortatallbestånden.

2010 var *Calathus micropterus* den vanligaste arten i tallbestånden och *Pterostichus oblongopunctatus* i contortatallbestånden (Tabell 3). Vi antog att *Calathus micropterus* förekom i högre grad i tallbestånden eftersom dessa var ogallrade (endast ett odlingsförsök var gallrat och därför bedömde vi tallbestånden som ogallrade) vilket ökade markbeskuggningen jämfört med de gallrade contortatallbestånden. *Pterostichus oblongopunctatus* är också en skuggkrävande skogsart som är i behov av ett distinkt humuslager (Lindroth, 1992). Enligt Kardell och Erikssons (1989) undersökning är humustäcket 24 procent mäktigare i contortatallbestånd än i tallbestånd pga. att contortatallens barr bryts ner långsammare (Lundmark et al., 1982).

1987 var jämnheten mellan contortatall- och tallbestånden relativt lik med ett något högre index för tallbestånden. 2010 skilde det sig mer mellan trädslagen där contortatallbestånden hade en högre jämnhet än tallbestånden (Figur 6). Den större skillnaden mellan trädslagen 2010 berodde troligtvis på att contortatallbestånden var gallrade vilket förändrar ljusinsläppet till marken (Agestam, 2009).

4.2 Varierar mönstren i diversitet och samhällsstruktur av jordlöpare mellan de två undersökningsåren?

Det fanns betydligt fler arter och individer 1987 än 2010 (Figur 2, Figur 3 & Figur 4). Detta berodde mest sannolikt på att antalet fallfällor var fyra gånger så många per odlingsförsök 1987. En direkt jämförelse mellan åren var därför inte möjlig. Genom att beräkna artdiversitetsindexet Fisher's alpha normaliserades provstorlekarna och en jämförelse mellan åren blev då möjlig (Figur 5).

Amara nigricornis och *Amara lunicollis* var två av de tre vanligaste arterna 1987. Dessa förekom inte alls 2010 (Figur 2, Figur 3, Tabell 2 & Tabell 3). De flesta *Amara*-arterna föredrar öppna, torra och varma kala ytor/fläckar och återfinns på gräsmarker och liknande habitat (Niemelä, 1993). Det kan vara en av förklaringarna varför arterna inte återfanns 2010 då bestånden var äldre och krontaket mer slutet. Då krontaket sluter sig, cirka 20-30 år efter en slutavverkning (Niemelä et al., 1996; Koivula et al., 2002; Koivula & Niemelä 2002), försvinner öppenhabitatarterna relativt fort och arter som föredrar mogna skogar kommer att öka i antal (Koivula et al., 2002). Även öppenhabitatarten *Pterostichus adstrictus* och generalisten *Pterostichus strenuus* förekom endast 1987. *Pterostichus adstrictus* är en öppenhabitatart som ökar i antal efter kalhuggning och med avstånd till mogen skog (Lindroth, 1992; Heliölä et al., 2001; Koivula & Niemelä 2002) vilket kunde förklara varför arten inte återfanns 2010.

Generalister och öppenhabitatarter ökar oftast i antal vid skogliga åtgärder som öppnar upp skogen (Niemelä et al. 1988, 1993a; Halme & Niemelä 1993). I vårt fall så gjorde det inte det efter de utförda gallringarna i contortatallbestånden 2010 (Tabell 2). Detta berodde kanske på att gallringarna inte var tillräckligt omfattande för att dessa arter skulle trivas där utan istället tillkom en skogsart, *Leistus terminatus*, och en generalist, *Trechus secalis*. Gemensamt för arterna är att de finns i fuktiga habitat (Lindroth, 1992). Då contortatallen har en snabbare och högre slutenhet pga. större bladyta blir ljusabsorptionen större än hos tall (Andersson et al., 1999). I yngre bestånd av contortatall liknar markvegetationen bestånd av tall. I äldre bestånd av contortatall där krontaket är mer slutet liknar markvegetationen den i granskogar (Lundmark et al, 1982; Kardell & Eriksson, 1989). Det slutnare krontaket 2010 ökade förmodligen humiditeten i bestånden vilket gynnade arterna.

Cychrus caraboides, *Carabus glabratus* (fanns endast i tallbeståndet) och *Amara brunnea* var skogsarter som förekom 1987 men som inte återfanns 2010 (Tabell 2 & Tabell 3). *Cychrus caraboides* var den vanligaste av dessa tre. Det är en art som trivs bäst i skog med intakt

krontak (Lindroth, 1992). Om det inte var det färre antalet fallfällor som orsakade avsaknad av *Cychrus caraboides* 2010 så borde skogsarten åtminstone påträffats i de ogallrade tallbestånden där ljusinsläppet till marken torde varit mindre än i det gallrade contortatallbestånden. *Carabus glabratus* och *Amara brunnea* var så pass ovanliga 1987 att avsaknaden 2010 kunde varit en slump.

Trechus secalis fanns endast 2010 (Tabell 2). Denna art lever i skuggiga miljöer (Lindroth, 1992). Beskuggningen var högre 2010 än 1987 pga. högre beståndsålder och tätare krontak.

Fisher's alpha normaliserar provstorlekarna och gör det möjligt att jämföra olika stora provstorlekar med varandra (Taylor, 1978). Resultaten i Figur 5 speglar ungefär det tänkta resultat vi borde fått om provstorlekarna varit desamma. Contortatallbeståndens artrikedom minskade från 1987 till 2010 medan tallbeståndens var densamma. Båda åren hade tallbestånden en högre artrikedom än contortatallbestånden. Enligt Kardell et al. (1989) innehåller contortatallsbestånd ett lägre individantal av markdjur än tallbestånden och vegetationens artrikedom minskar något i contortatallbestånd. Vi såg att artrikedomen av jordlöpare i våra contortatallbestånd följde samma mönster som vegetationens artrikedom i studien av Kardell et al. (1989), dvs. att den minskade. I vår studie har vi även kunnat konstatera att artrikedomen av jordlöpare i contortatallbestånden minskade mellan åren, vilket inte påvisats tidigare i Sverige.

1987 överensstämde artsammansättningen mellan contortatall- och tallbestånden i högre grad än 2010 (Figur 7). Contortatallen har lägre kvävehalt och större ligninhalt i barren, samma förnärproduktion men denna består av större andel barr som har långsammare nedbrytningshastighet och ett lägre pH i det övre marksiktet än tallen (Elfving et al., 2001). I yngre bestånd av contortatall liknar markvegetationen bestånd av tall. I äldre bestånd av contortatall där krontaket är mer slutet liknar markvegetationen den i granskogar (Lundmark et al, 1982; Kardell & Eriksson, 1989). Dessa skillnader påverkade förmodligen den variation i artsammansättning som fanns mellan trädslagen båda åren. Den lägre likheten mellan contortatall- och tallbestånden 2010 kunde även bero på att contortatallbestånden var gallrade. Gallring medför en förändrad beståndsmiljö (Agestam, 2009) vilket kunde vara en av förklaringarna till den lägre likheten i artsammansättningen mellan trädslagen 2010 än den 1987.

4.3 Slutsatser

Contortatallen påverkar beståndsmiljön annorlunda än tallen (Kardell & Eriksson, 1989; Andersson et al., 1999). I vår studie var artrikedomen i contortatallbestånden något lägre än i tallbestånden enligt Fisher's alpha. I dagsläget finns en begränsad mängd äldre contortatallskog i Sverige (Kardell et al., 1989). Vi anser att artrikedomen med tiden kommer att öka i skogar med contortatall eftersom det tar lång tid för arter att evolutionärt anpassa sig till nya miljöer, vilket bl.a. contortatallen skapar. Vi anser därför att artrikedomen på lång sikt kan bli ungefär densamma som i tallskogen om inte skogsbruket förändras nämnvärt över tiden. Artsammansättningen kommer troligen att skilja sig åt mellan trädslagen pga. de

skillnader som råder dem emellan. Vissa arter som nu lever i tallbestånd kan med tiden anpassa sig och i framtiden hellre föredra contortatallbestånd framför tallbestånd. Skogsspecialister som förekommer i tallbestånd idag kan med tiden förmodligen återfinnas i contortatallbestånd när dessa nått en tillräckligt hög ålder för att dessa arter ska trivas där.

Contortatallbestånd sluter sig tidigare än tallbestånd (Andersson et al., 1999). Arter som vill ha mycket ljus försvinner då och skogsarter tillkommer (Niemelä et al., 2007). Detta sker tidigare hos contortatall än tall (Andersson et al., 1999). Det finns fler arter som föredrar öppna habitat (Niemelä et al., 2007) vilket medför att artrikedomen i contortatallbestånd bör bli lägre än i tallbestånden under en period, dvs. under den tid det tar för tallbeståndet att sluta sig.

Våra resultat visar att fortsatt introduktion av contortatall i framtiden kan utgöra ett hot mot jordlöparsamhället om inte fler arter anpassar sig till de nya miljöerna som contortatallbestånden skapar.

4.4 Felkällor

Det olika antalet fallfällor som användes 1987 och 2010 gav icke direkt jämförbara resultat vilket medförde att artantal och artrikedom av jordlöpare inte kunde jämföras rakt av. Detta korrigerades genom uträkning av Fisher's alpha som är ett artrikedomsindex som normaliserar provstorlekar. Då vårt prov var mindre än 1000 individer ökade dock osäkerheten i beräkningarna (Taylor, 1978).

Fångstperiodernas längd skilde sig åt mellan åren. 1987 var fångstperioden två veckor och 2010 två månader. Med en längre fångstperiod kunde fler jordlöpare fångas. Trots den längre fångstperioden 2010 kunde detta inte kompensera det större antalet fallfällor eftersom de flesta skalbaggar är mest aktiva i början av sommaren så en längre fångstperiod är då inte så betydelsefull (Thiele, 1977). 2010 var fallfällorna försedda med tak för att förhindra regnvatten att komma in. 1987 användes inga tak, fallfällorna kunde då fyllas med regnvatten vilket kunde orsaka att färre jordlöpare fångades.

1987 lades fallfällorna ut i transekter och 2010 lades de ut i ett rutnät. Fallfällorna hade alltså inte samma placeringar de båda åren. Inom ett och samma odlingsförsök fanns förmodligen olika livsmiljöer för jordlöparna. De olika placeringarna av fallfällorna kunde då påverkat vilka arter som fångades eftersom olika arter är kopplade till olika livsmiljöer (Lindroth, 1992).

För en korrekt jämförelse mellan trädslagen borde markförhållandena i de olika contortatall- och tallbestånden varit exakt lika, vilket det i verkligheten sällan är. Detta gällde förmodligen även vår studie. Skötselåtgärderna skilde sig även åt mellan de olika odlingsförsöken och mellan trädslagen i samma odlingsförsök. Skötselåtgärder som t.ex. gallring påverkar beståndsmiljön vilket i sin tur påverkar jordlöparfaunan (Agestam, 2009).

TILLKÄNNAGIVANDE

Vi vill tacka alla som på något vis har hjälpt oss att genomföra denna studie.

Ett speciellt tack till:

Våra handledare, Docent Roger Pettersson, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå och Docent Therese Johansson, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå för det stora engagemanget och uppmuntran genom arbetets gång.

Docent Roger Pettersson, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå, Arvodist Kjell Sjöberg, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå, Docent Jean-Michel Roberge, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå och FD Fredrik Stenbacka, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå för att ha tillhandahållit oss med data.

Docent Therese Johansson, institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå för hjälpen med den statistiska analysen.

REFERENSLISTA

- Ageštam, E. (2009). Skogsskötselserien nr 7, Gallring. Skogsstyrelsens förlag. (Skogsskötselserien/Skogsstyrelsen, 2009:7).
- Albrektson, A., Elfving, B., Lundqvist, L. & Valinger, E. (2008). Skogsskötselserien – Skogsskötselns grunder och samband. Skogsstyrelsens förlag. (Skogsskötselserien/ Skogsstyrelsen, 2008:1).
- Andersson, B., Engelmark, O., Rosvall, O. & Sjöberg, K. (1999). Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbruk med contortatall i Sverige. Oskarshamn: SkogForsk. (Redogörelse / SkogsForsk, 1999:1).
- Andersson, L. I. & Hytteborn, H. (1991). Bryophytes and decaying wood: a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14 (2), s. 121-130.
- Bernes, C (Ed.). (1994). *Biologisk mångfald i Sverige*. Naturvårdsverket: Solna.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Second edition. Plymouth: PRIMER-E.
- Clifford, H. T. & Stephenson, W. (1975). *An introduction to Numerical Classification*. London: Academic Press.
- De Groot, P. & Turgeon, J. J. (1998). Insect-pine interactions. I: Richardson D. M. (red.) *Ecology and biogeography of Pinus*. 354-380. Cambridge, University Press.
- den Boer, P. J. (1990a). Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. *Journal of Evolutionary Biology* 3 (1-2), 19–48.
- den Boer, P. J. (1990b). The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. *Biological Conservation* 54 (3), s. 175–192.
- Dettki, H. & Esseen, P-A. (1998). Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* 21(6), s. 613-624.
- Ecological Methodology. 1998. Version 5.1. Exeter software, Setauket, USA.
- Elfving, B., Ericsson, T. & Rosvall, O. (2001). The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forest Ecology and Management* 141 (1-2), s. 15-29.
- Engelmark, O. (2011). Contortatall i Sverige – ett storskaligt ekologiskt experiment. Linköping: Danagård LiTHO. (Fakta skog, 2011:9).
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12, s. 42-58.

- Halme, E. & Niemelä, J. (1993). Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30 (1), s. 17-30.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford, Oxford University Press.
- Heip, C. (1974). A new index measuring evenness. *Marine Biological Association of the United Kingdom* 54 (3), s. 555-557.
- Heliölä, J., Koivula, M. & Niemelä, J. (2001). Distribution of carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) across boreal forest – clear-cut ecotone. *Conservation Biology* 15 (2), s. 370-377.
- HUMPFIT. Least squares estimation of no-interaction model for biomass species richness data. [Online] Tillgänglig: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/humpfit.htm> [2012-04-15]
- Huston, M. A. (1994). *Biological diversity*. Cambridge, University Press.
- Janson, S. & Vegelius, J. (1981). Measures of ecological association. *Oecologia* 49 (3), s. 371-376.
- Kardell, L. & Eriksson, L. (1989). Vegetationsutveckling och bärproduktion i tall-och contortabestånd 1981-1987. Uppsala: Avdelningen för landskapsvård, SLU. (*Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet*, 1989:42).
- Kardell, L., Boström, U. & Holmer, M. (1989). Några synpunkter på contortatallens betydelse för markfauna och fågelliv. Uppsala: Reklam & Katalogtryck. (*Sveriges lantbruksuniversitet*, 1989:43).
- Koivula, M. (2001). *Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in boreal managed forests – meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry*. PhD thesis, University of Helsinki.
- Koivula, M. (2002a). Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*). *Forest Ecology and Management* 167 (1-3), s. 103–121.
- Koivula, M. (2002b). Carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in thinned uneven-aged and clear-cut spruce stands. *Annales Zoologici Fennici* 39 (2), s. 131–149.
- Koivula, M. (2006). Effects of forest roads on spatial distribution of boreal Carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*). *Coleopterists Bulletin* 59 (4), s. 465–487.
- Koivula, M., Kukkonen, J. & Niemelä, J. (2002). Carabid-beetle (*Coleoptera, Carabidae*) assemblages in the boreal forest succession. *Biodivers Conserv* 11, s. 1269-1288.
- Koivula, M. & Niemelä, J. (2002). Boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in managed spruce forests – a summary of Finnish case studies. *Silva Fennica* 36 (1) s. 423–436.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*. Second edition. California, Benjamin/Cummings.

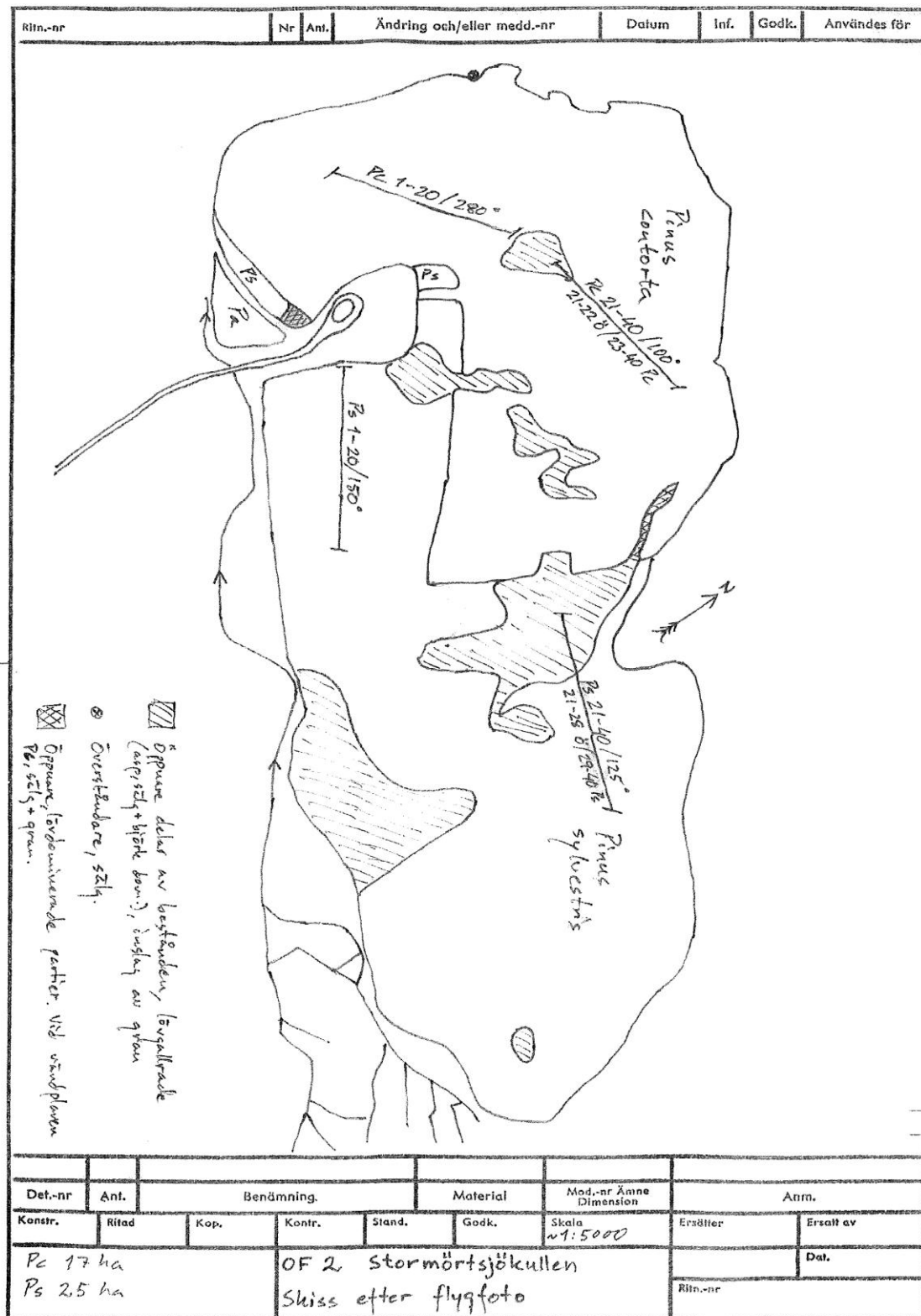
- Kuusinen, M. (1994). Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Annales Botanici Fennici* 32 (4), s. 245-260.
- Kuusinen, M. (1996). Importance of spruce swamp-forests for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. *Ecography* 19 (1), s. 41-51.
- Lindelöw, Å. & Björkman, C. (2001). Insects on lodge pole pine in Sweden – current knowledge and potential risks. *Forest Ecology and Management* 141 (1-2), 107-116.
- Lindroth, C.H. (1985). The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. P.1. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15 (1), s. 9-225.
- Lindroth, C.H. (1986). The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. P.2. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15 (2), s. 233-497.
- Lindroth, C. H. (1992). *Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia : a zoogeographic study. P. 1, Specific knowledge regarding the species.* Andover : Intercept.
- Lundmark, J. E., Berg, B. & Nilsson, Å. (1982). Contortatallens inflytande på mark och markvegetation i jämförelse med sylvestristallens. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* (1-2), s. 43-48.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. USA: Princeton University Press.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Management*. London: Chapman and Hall.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing company.
- May, R. M. (1975). In Ecology and Evolution of Communities. I: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (red.) *Patterns of species abundance and diversity*. 81-120. Cambridge, Belknap Press.
- Niemelä, J. (1993). Mystery of the missing species: species-abundance distribution of boreal ground beetles. *Annales Zoologici Fennici* 30 (2), s.169–172.
- Niemelä, J. (2001). Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) indicating habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98, s. 127–132.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Lahti, T., Pajunen, T. & Punttila, P. (1988). The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. *Annales Zoologici Fennici* 25 (2), s. 107–119.
- Niemelä, J., Haila, Y. & Punttila, P. (1996). The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* 19 (3) s. 352–368.
- Niemelä, J., Koivula, M. & Kotze, D. J. (2007). The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in Boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 11 (1), 5-18.

- Niemelä, J., Spence, J. R., Langor, D. W., Haila, Y. & Tukia, H. (1993a). *Logging and boreal ground beetle assemblages on two continents: implications for conservation*. 29-50. Gaston KJ, New TR, Samways MJ (red) *Perspectives in insect conservation*. Andover, Hampshire: Intercept Publishers Limited.
- Peterken, G. F. (2001). Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest Ecology and Management* 141 (1-2), s. 31-42.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. New York : Wiley.
- PRIMER. 2007. Primer 6.2.1. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- Rainio, J. & Niemel, J. (2004). Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12 (3), s. 487-506.
- Riecken, U. & Rath, U. (1996). Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. *Annales zoologici Fennici* 33 (1), s. 109-116.
- Routledge, R. D. (1983). Evenness indices: are any admissible? *Oikos* 40 (1), s. 149-151.
- Sjöberg, K. (1989). Skogsbrukets effekter på faunan- med exempel från contorta- och gransumpskogar. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* (2), s. 25-31.
- Smith, B. & Wilson, J. B. (1996). A consumer's guide to evenness indices. *Oikos* 76 (1), s. 70-82.
- Southwood, T. R. E. (1978). *Ecological Methods*. Second edition. London: Chapman and Hall.
- Spence, J. E., Langor, D. W., Niemelä, J., Cárcamo, H. A. & Currie, C. R. (1996). Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. *Annales Zoologici Fennici* 33 (1), 173-184.
- Sykes, M. T. (2001). Modelling the potential distribution and community dynamics of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. Ex. Loud.) in Skandinavia. *Forest Ecology Management* 141 (1-2), s. 69-84.
- Taylor, L. R. (1978). Diversity of insect faunas. *Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities*. 1-18. Oxford, UK: Blackwell.
- Thiele, H-U. (1977) Carabid Beetles in Their Environments A Study on Habitat Selection by Adaptions in Physiology and Behaviour. *Zoophysiology and Ecology* 10, s. 1-369
- Welch, R. C. (1997). Native and non-native trees as habitats for phytophagous and saproxylic invertebrates. I: Ratcliffe, P. R. (red.) *Native and Non-native in British Forestry*. 112-131. Edinburgh, Institute of Chartered Foresters.
- Wikars, L. O. (1995). Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted *Agonum quadripunctatum* (*Coleoptera: Carabidae*). *Annales Zoologici Fennici* 32 (4), s. 375-384.
- Williams, C. B. (1964). *Patterns in the Balance of Nature*. London: Academic Press.

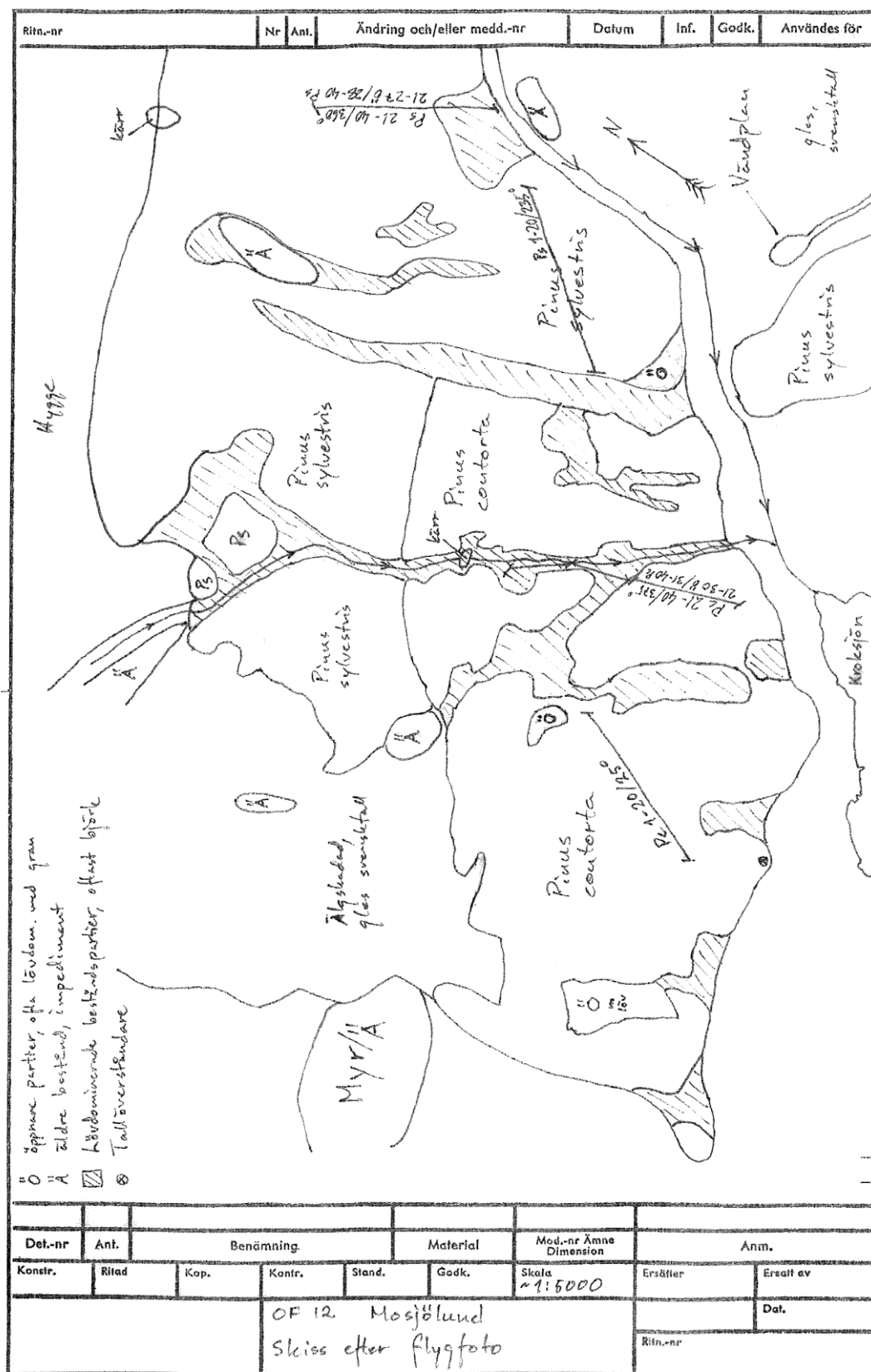
- Wilson, M. V. & Mohler, C. L. (1983). Measuring compositional change along gradients. *Plant Ecology* 54 (3), s. 129-141.
- With, K. A. & Crist, T. O. (1995). Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecological Society of America* 76 (8), s. 2446-2459.
- With, K. A., Gardner, R. H. & Turner, M. G. (1997). Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78 (1), s. 151–169.

BILAGA 1. Ytskisser

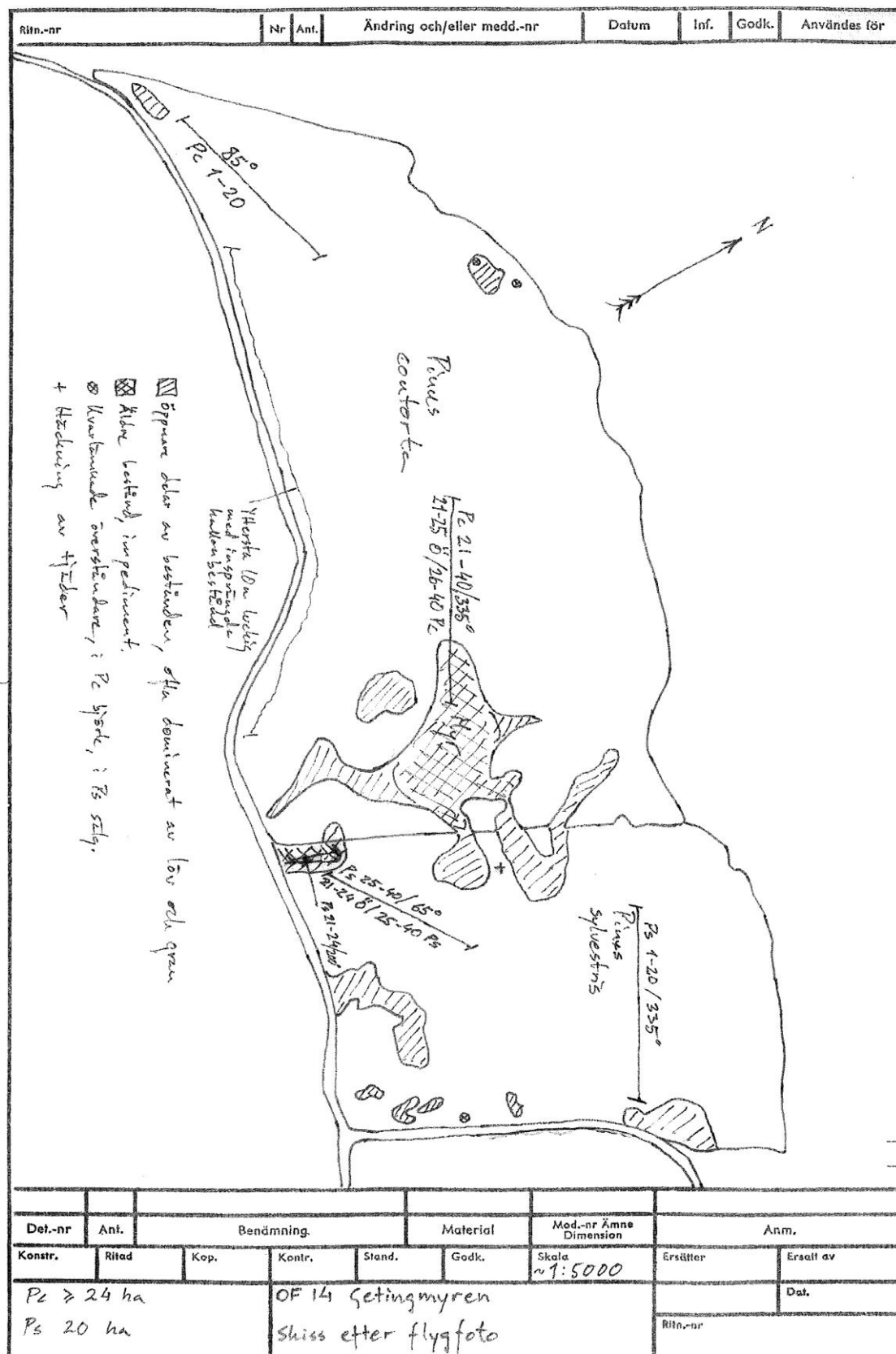
Odlingsförsök 2 – Stormörtsjökullen.



Odlingförsök 12 – Mosjölund.



Odlingförsök 14 – Getingmyren.



Odlingförsök 23 – Meselberget.

Ritn.-nr	Nr	Ant.	Ändring och/eller medd.-nr	Datum	Inf.	Godk.	Användes för
Det.-nr	Ant.	Benämning		Material	Med.-nr	Änne Dimension	Anm.
Konstr.	Ritad	Kop.	Kontr.	Stand.	Godk.	Skala	Ersätter
OF 23 Meselberget				Skala 1:5000		Ersatt av	
Skiss efter SCA provyttebeskrivning				Ritn.-nr		Dat.	

Ritn.-nr	Nr	Ant.	Ändring och/eller medd.-nr	Datum	Inf.	Godk.	Användes för
Det.-nr	Ant.	Benämning		Material	Med.-nr	Änne Dimension	Anm.
Konstr.	Ritad	Kop.	Kontr.	Stand.	Godk.	Skala	Ersätter
OF 23 Meselberget				Skala		Ersatt av	
Skiss efter beståndskarta 715 154				Ritn.-nr		Dat.	

BILAGA 2. Svenska trivialnamn jordlöpare 1987-2010

Sammanställd av Roger Pettersson, SLU Umeå

Generalister

Patrobus assimilis
Pterostichus strenuus
Pterostichus diligens
Agonum fuliginosum
Loricera pilicornis
Trechus secalis
Leistus ferrugineus
Pterostichus melanarius

Svenskt trivialnamn

Smal sumplöpare
Lundsvartlöpare
Strandsvartlöpare
Skogskärrlöpare
Borstlöpare
Skogsbrunlöpare
Roströd kindlöpare
Åkersvartlöpare

Öppenhabitatarter

Amara nigricornis
Amara lunicollis
Pterostichus adstrictus
Notiophilus aquaticus
Harpalus quadripunctatus (laevipes)
Notiophilus germinyi
Miscodera arctica
Pterostichus rhaeticus
Calathus melanocephalus
Harpalus latus
Cymindis vaporariorum

Hyggeskornlöpare
Bredhalsad kornlöpare
Nordsvartlöpare
Hedögonlöpare
Skogsfrölöpare
Kopparögonlöpare
Björnmosslöpare
Mossvartlöpare
Rödhalsad marklöpare
Ängsfrölöpare
Hedskulderlöpare

Skogsarter

Calathus micropterus
Pterostichus oblongopunctatus
Carabus violaceus
Carabus hortensis
Cychrus caraboides
Carabus glabratus
Amara brunnea
Notiophilus biguttatus
Leistus terminatus

Skogsmarklöpare
Skogssvartlöpare
Purpurlöpare
Trädgårdslöpare
Snäcklöpare
Stållöpare
Björkkornlöpare
Fläckig ögonlöpare
Brokig kindlöpare